第41卷 第3期
2024年3月

干 旱 区 研 究
ARID ZONE RESEARCH

Vol. 41 No. 3
Mar. 2024

DOI:10.13866/j.azr.2024.03.11

生态系统服务权衡及其影响因素
——以黄河流域山西段为例

徐铭璟, 冯 强, 吕 萌

(山西财经大学资源环境学院,山西 太原 030006)

摘 要: 黄河流域山西段是重要的生态屏障区,明晰生态系统服务权衡/协同强度的时空格局,对生态保护及经济协调发展具有重要意义。本文基于生态系统服务和权衡的综合评估模型(Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs,InVEST)量化生态系统服务供给量和需求量,通过均方根偏差(Root Mean Square Deviation,RMSD)量化生态系统服务权衡强度,利用结构方程模型(Structural Equation Model,SEM)分析权衡强度的驱动因素。结果表明:(1) 2000—2020年产水(Water Yield,WY)和土壤保持服务(Soil Conservation,SC)、产水和固碳服务(Carbon Sequestration,CS)供给权衡强度呈上升趋势,产水和土壤保持服务、产水和固碳服务需求协同强度呈下降趋势。(2) 除产水服务在2020年供给—需求权衡强度大于0,2000—2020年产水、土壤保持和固碳服务的供给—需求权衡强度均小于0。(3) 生态系统服务权衡/协同强度主要受自然因素影响,蒸散发对产水和土壤保持服务、产水和固碳服务供给权衡具有促进作用,对产水服务供给—需求权衡具有抑制作用;草地面积占比对产水和固碳服务供给权衡及产水和土壤保持服务需求协同具有抑制作用,对固碳服务供给—需求权衡具有促进作用;降水对产水和固碳服务需求协同及土壤保持服务供给—需求权衡具有抑制作用,对产水服务供给—需求权衡具有促进作用。(4) 社会经济因素对生态系统服务权衡/协同强度具有次要作用,人口密度对产水和土壤保持服务需求协同具有促进作用,而对产水服务供给—需求权衡及固碳服务供给—需求权衡具有抑制作用。因此,在制定流域综合管理决策时应考虑生态系统服务权衡/协同强度的空间特征和驱动因素的差异性。

关键词: 生态系统服务; 权衡强度; 协同强度; 驱动因子; 黄河流域山西段

生态系统为人类直接或间接地提供各类产品和服务,其所提供的支持服务、供给服务、调节服务和文化服务是生态环境与社会经济协同发展的重要保障[1-4]。近年来,大量研究表明受人类高强度活动的多重影响,如毁林开荒、水资源过度利用、环境污染加剧等[5],人类社会对生态系统服务的需求比以往更加广泛,影响到生态系统服务的质量及其原本的平衡,产生了权衡/协同关系。因此,亟需明确在人类活动干扰下生态系统服务权衡/协同强度的时空变化特征并揭示其驱动机制,这对于遏制区域生态环境恶化和可持续发展具有重要意义。

在追求社会经济效益的过程中,人类活动对生态系统产生重大影响,诸多学者对生态系统服务权衡关系进行深入研究[6]。权衡是指某种生态系统服务供给增加而引起另一种生态系统服务供给减少[7],权衡包括三种类型,“供给-供给类”权衡研究不同生态系统服务供给之间的此消彼长关系[8],“需求-需求类”权衡指生态系统服务需求量之间的此消彼长关系[9],“供给-需求类”权衡研究生态系统服务供给和需求间的时空不匹配特征[10]。协同指两种或多种生态系统服务的供给量保持同增同减[10]。目前,研究者已经认识到明确多个生态系统服务之间复杂相互作用的重要性和紧迫性[11-13]。“供给-供给”或“需求-需求”之间的权衡关系是普遍存在的,例如,黄土高原产水与土壤保持、固碳服务之间呈权衡关系[14]。Tian等[15]发现杭州市产水和土壤保持、

收稿日期: 2023-09-06; **修订日期:** 2023-11-14
基金项目: 山西省基础研究计划资助项目(20210302123481);地表过程与资源生态国家重点实验室开放课题(2022-KF-02);基于权衡特征的黄河中游生态系统服务供需调控策略研究:资源均衡与福祉公平视角(22YJAZH018)
作者简介: 徐铭璟(1998-),女,硕士研究生,主要研究方向为生态环境管理. E-mail: 19503413673@163.com
通讯作者: 冯强. E-mail: fengqiang921@163.com

固碳服务供给之间均处于权衡关系。研究表明三峡库区产水与固碳服务需求之间表现为显著协同关系[16]。"供给-需求"之间的权衡关系同样存在,黄土高原土壤保持、水源涵养服务供大于求而固碳服务则表现为供不应求[17]。Zhai等[18]研究发现黄河流域的固碳服务存在空间错配,高值区位于黄河流域西部和北部。近年来,在厘清生态系统服务权衡/协同关系的驱动机制方面也开展诸多研究,驱动机制的主要研究方法包括相关分析、主成分分析、回归分析、冗余分析和聚类分析[19]。研究发现川滇-黄土高原不同气候区生态系统服务权衡变化主要受自然因素的影响,经济因素影响较小[20]。张自正等[21]研究发现产水服务与其他生态系统服务间权衡强度的主导因素是降水、气温和高程。可见生态系统服务供或需、供与需之间的权衡关系已经成为生态系统服务研究的前沿和热点,是进行区域规划的重要支撑。

前人在生态系统服务权衡关系方面的研究取得诸多成果,但已有研究多关注权衡的某一方面,缺乏对生态系统服务供与需、供或需权衡及驱动因素的整合分析。"供给-供给"、"需求-需求"及"供给-需求"权衡关系的整合分析不仅可以揭示自然生态系统供给的时空不协调特征,也可以揭示人类社会系统需求的不同步特征,更能够阐明自然生态系统与人类社会系统的不匹配。因此供或需、供与需之间的权衡关系整合分析亟待开展,这既能够丰富生态系统服务权衡的理论,又能够支撑区域生态系统管理实践,最终实现区域可持续发展。

黄河流域山西段生态环境脆弱,水土流失、土壤侵蚀、能源排放量高的问题突出[22]。1999年实施"退耕还林还草"工程,通过增加植被覆盖、控制水土流失来解决生态环境问题[23-24]。"退耕还林还草"工程在减少产水量[25]、提高固碳能力[26-28]、控制土壤侵蚀[29-30]等方面发挥了积极作用。已有研究表明,该工程实施后黄土高原地区产水和土壤保持之间的权衡协同关系加强[14]。黄河流域生态系统服务权衡关系研究较多,但对黄河流域山西段生态系统服务权衡强度的研究较为缺乏,因此,本文利用InVEST模型、均方根偏差和结构方程模型对2000—2020年生态系统服务权衡关系进行研究,拟解决如下问题:(1)阐释生态系统服务权衡/协同强度的时空变化特征;(2)分析生态系统服务权衡强度的驱动机制。旨在为黄河流域生态环境保护与高质量可持续发展建设提供科学依据。

1 研究区概况与方法

1.1 研究区概况

黄河流域山西段(34°33′~40°19′N,110°12′~113°38′E)位于黄河中游,黄河干流自偏关县流入山西,由垣曲碾盘沟流出,流经朔州、忻州等11个地区,流域面积约9.85×10⁴ km²。黄河流域山西段以黄土丘陵沟壑区、土石山区及河谷平原区为主(图1),黄土丘陵沟壑区以蔚汾河为界,划分为B1和B2两个副区,属温带大陆性季风气候,降水主要集中在

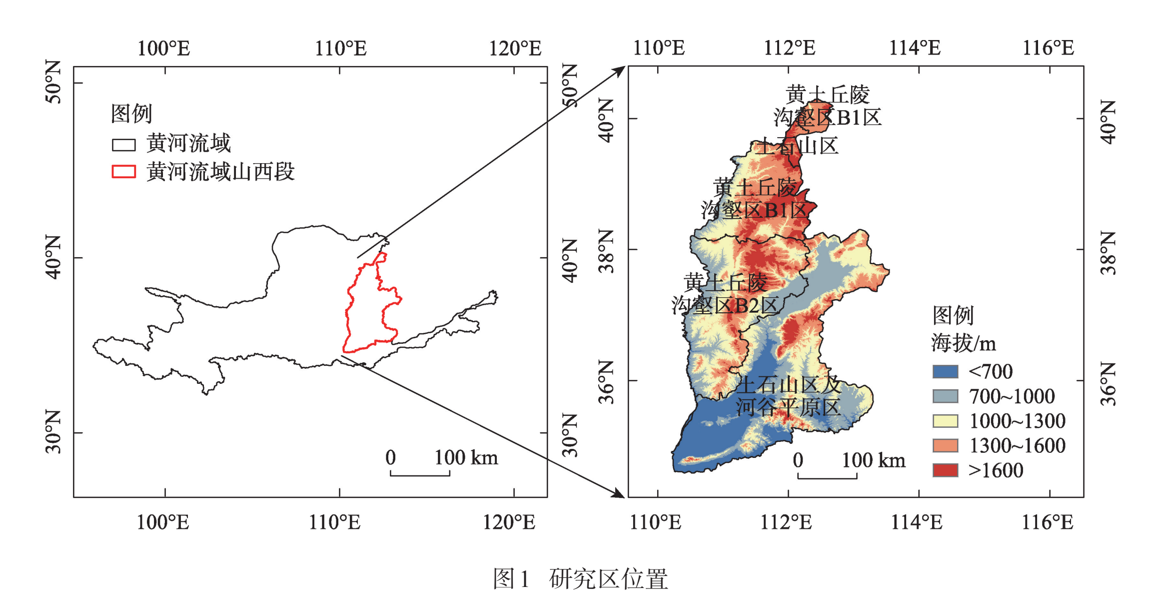


图1 研究区位置

Fig. 1 Map of the study area

夏季。自1999年实施“退耕还林还草”工程以来,完成退耕还林面积188.7×10⁴ hm²,森林覆盖率显著增加,为探究土地利用变化对黄河流域山西段生态系统服务权衡和协同强度的时空分异及驱动机制提供了良好基础。

1.2 数据来源

本研究的数据包括气象、土壤、土地利用、地形、植被和社会经济数据等,具体数据信息来源见表1。

1.3 研究方法

1.3.1 生态系统服务评估

(1)产水服务。产水服务供给量通过InVEST模型产水量模块来计算,计算方法如下:

$$Y_{sum}=\left(1-\frac{AET_i}{P_i}\right)\times P_i \quad (1)$$

式中:Y_{sum}为产水服务年供给量(mm);AET_i为年均实际蒸散发量(mm);P_i为年均降水量(mm)。

产水服务需求量为各项用水量之和,计算方式如下:

$$D_{wat}=W_{dom}+W_{agr}+W_{ind}+W_{eco} \quad (2)$$

式中:D_{wat}表示水源供给服务需求总量(mm);W_{dom}、W_{agr}、W_{ind}和W_{eco}分别代表生活、农业灌溉、工业生产和生态用水(mm)。

(2)土壤保持服务。土壤保持供给量通过InVEST模型中SDR模块进行计算。具体计算公式如下:

$$AER_x=(RKLS_x-USLE_x)\times SDR_x+T_x \quad (3)$$

$$RKLS_x=R_x\times K_x\times LS_x \quad (4)$$

$$USLE_x=R_x\times K_x\times LS_x\times C_x\times P_x \quad (5)$$

式中:AER_x为栅格x的土壤保持量(t·hm⁻²);$RKLS_x$为栅格x的潜在土壤侵蚀量(t·hm⁻²);$USLE_x$为栅格x的实际土壤侵蚀量(t·hm⁻²);SDR_x为泥沙输移比;T_x为栅格x拦截上坡流出泥沙量(t·hm⁻²);R_x为降雨侵蚀力因子[MJ·mm·(hm²·h·a)⁻¹];K_x为土壤可蚀性因子[t·hm²·h·(MJ·hm²·mm)⁻¹];LS_x为坡长-坡度因子;C_x为植被覆盖因子;P_x为水土保持因子。

土壤保持需求量通过InVEST模型中SDR模块进行计算。土壤保持服务需求量指人类期望能够被治理的实际土壤流失量,具体计算公式如下:

$$E_x=USLE_x\times SDR_x \quad (6)$$

(3)固碳服务。固碳服务供给量基于各地类碳密度和土地利用数据计算,计算公式为:

$$Q_{tc}=\sum\left(FVCSR_i+FSCSR_i\right)\times SF_i/A \quad (7)$$

式中:Q_{tc}为年生态系统固碳量(t C·hm⁻²);$FVCSR_i$为各土地利用类型的植被固碳速率(t C·hm⁻²);$FSCSR_i$为各土地利用类型的土壤固碳速率(t C·hm⁻²);SF_i为不同土地利用类型的面积(hm²);A为小流域面积(hm²)。

固碳服务需求量以碳排放量作为指标,通过IPCC原煤的碳排放系数计算煤炭、石油、天然气等能源的碳排放量,利用人口栅格数据将其空间化,绘制碳排放量栅格数据。计算公式如下:

$$D_{cx}=D_{percarbon}\times P_{xpop} \quad (8)$$

表1 数据来源介绍

Tab. 1 Introduction of data sources

数据种类	数据名称	数据格式	数据时间	数据来源
气象数据	降水、蒸散发	栅格	2000年,2005年,2010年,2015年,2020年	国家地球系统科学数据中心(https://www.geodata.cn/aboutus.html)
土壤数据	土壤质地、土壤有机质	栅格	2010—2018年	国家地球系统科学数据中心(https://www.geodata.cn/aboutus.htm)l
土地利用数据	土地利用数据	栅格	2000年,2005年,2010年,2015年,2020年	中国科学院资源环境科学与数据中心(https://www.resdc.cn/)
地形数据	数字高程模型(DEM)	栅格	2020年	地理空间数据云(https://www.gscloud.cn)
植被数据	归一化植被指数(NDVI)	栅格	2000年,2005年,2010年,2015年,2020年	国家地球系统科学数据中心(https://www.geodata.cn/aboutus.html)
社会经济数据	人口密度、国内生产总值(GDP)	栅格	2000年,2005年,2010年,2015年,2020年	中国科学院资源环境科学与数据中心(https://www.resdc.cn/)
	人均收入、人均消费	xlsx	2000年,2005年,2010年,2015年,2020年	《山西统计年鉴》(http://tjj.shanxi.gov.cn/tjsj/tjnj/)

$$D_{percarbon} = D_{sum}/P \tag{9}$$

式中：D_{cx} 为栅格 x 的碳固存服务需求量(t C)；$D_{percarbon}$ 为人均碳排放量(t C)；D_{sum} 为各市碳排放总量(t C)，P 为各市常住人口数。

1.3.2 生态系统服务权衡与协同分析 均方根偏差(RMSD)能够量化两个或多个生态系统服务之间的权衡强度，均方根偏差方法在处理生态系统服务不均匀的同向变化时，考虑多种生态系统服务之间的相互作用，并将传统的负相关表示的权衡关系扩展到空间变化幅度的不均匀率，以弥补其空间信息不足的缺陷，该方法已被应用于多项研究中[31]，计算公式如下：

$$ES_{std} = (ES_i - ES_{\min})/(ES_{\max} - ES_{\min}) \tag{10}$$

$$\mathrm{RMSD} = \sqrt{\frac{1}{n-1}\sum_{i=1}^{n}(ES_{std} - \overline{ES_{std}})^2} \tag{11}$$

式中：ES_{std} 表示经过标准化的生态系统服务；ES_i 表示生态系统服务的实际值；$ES_{\max}$ 和 $ES_{\min}$ 分别为某一生态系统服务的最大值和最小值；n 代表生态系统服务个数；$\overline{ES_{std}}$ 表示 n 种生态系统服务的期望值。

1.3.3 生态系统服务协同强度 RMSD表示二维坐标点到1:1线的距离，而坐标点的相对位置表示其中某种服务标准化值的大小。点距离1:1线越近，表明协同强度更高，因此本研究将协同强度表示为：

$$协同强度 = 1 - \mathrm{RMSD} \tag{12}$$

式中:RMSD为均方根偏差。

1.3.4 生态系统服务供给-需求权衡 供需比是用来分析生态系统服务供给量与需求量权衡的指标，公式如下：

$$\mathrm{ESDR} = \frac{S - D}{(S_{\max} + D_{\max})/2} \tag{13}$$

式中：ESDR(the Supply-Demand Ratio of Ecosystem Services)是生态系统服务供需比；S 为生态系统服务供给；D 表示生态系统服务需求；$S_{\max}$ 表示生态系统服务供给最大值；$D_{\max}$ 表示需求最大值。ESDR>0表示生态系统服务供给量大于需求量，等于0表示供给量与需求量相平衡，小于0表示供给量低于需求量。

1.3.5 结构方程模型 结构方程模型可以考虑多个变量之间直接和间接的因果关系，将因素分析与路径分析相结合[32-34]。国内外学者将结构方程模型应用于影响因素识别、构建评价指标体系、分析满意度和竞争力等方面。其中对影响因素的研究成果较多，如马伟波等[35]利用SEM研究长三角城市群生态系统服务价值时空演变的驱动因素。本文主要运用SEM分析各因子(降雨、气温、高程、蒸散发、NDVI、人均GDP、人均消费、人均收入、人口密度、耕地、林地、灌木林地、草地、建筑用地、水域面积占比)对生态系统服务的权衡/协同强度的影响。

2 结果与分析

2.1 生态系统服务权衡/协同强度时空变化特征

2.1.1 生态系统服务供给-供给类权衡强度时空变化特征 产水服务供给和土壤保持服务供给、固碳服务供给呈权衡关系[36]。2000—2020年黄河流域山西段产水与土壤保持服务供给量权衡强度整体呈上升趋势，2010年权衡强度达到最高(图2)。从空间分布来看，权衡强度高值区位于黄土丘陵沟壑区，低值区位于土石山区(图3)。产水服务供给量主要受降雨和蒸散发的影响，土壤保持服务与植被、坡度、坡长及土壤属性有关。与河谷平原区相比，黄土丘陵沟壑区的土地覆被类型主要为林地，森林覆盖率高，土壤保持量高，但由于植被多，使得植物蒸散发作用较强，导致产水服务供给量低，因此产水和土壤保持服务供给权衡强度的高值区位于黄土丘陵沟壑区。

2000—2020年黄河流域山西段产水与固碳服务供给量权衡强度整体呈上升趋势(图2)。从空间分布来看，高值区位于河谷平原及土石山区，低值区位于黄土丘陵沟壑区，黄土丘陵沟壑区B2副区权衡强度变化幅度最大(图3)。固碳服务高值区位于土石山区，包含太岳山等优质林区，固碳能力较强，蒸散发作用较强，导致产水供给量低。因此产水与固碳服务供给权衡强度高值区位于土石山区。

2.1.2 生态系统服务需求-需求类协同强度时空变化特征 产水服务需求量与土壤保持服务需求量、固碳服务需求量之间为协同关系[36]。2000—2020年黄河流域山西段产水与土壤保持服务需求量的协同强度整体呈下降趋势，2010年协同强度最低(图4)。从空间分布来看，高值区位于河谷平原，低值区位于黄土丘陵沟壑区(图5)。产水服务需求量与土壤保持服务高值区位于河谷平原区，与黄土丘

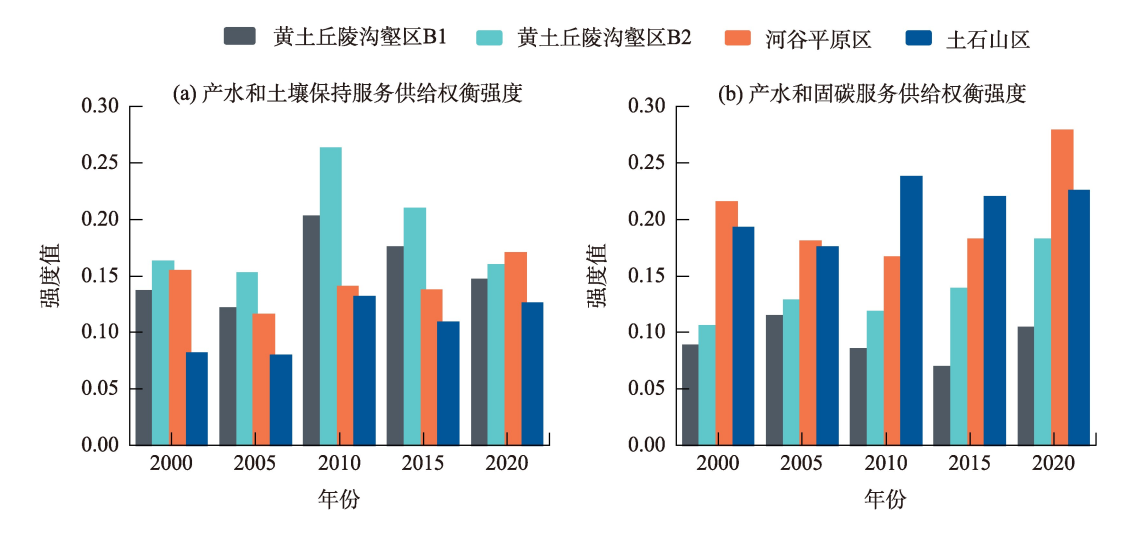


图2 产水与土壤保持、固碳服务供给权衡强度

Fig. 2 Trade-off intensity of supply of water yield, soil conservation and carbon sequestration

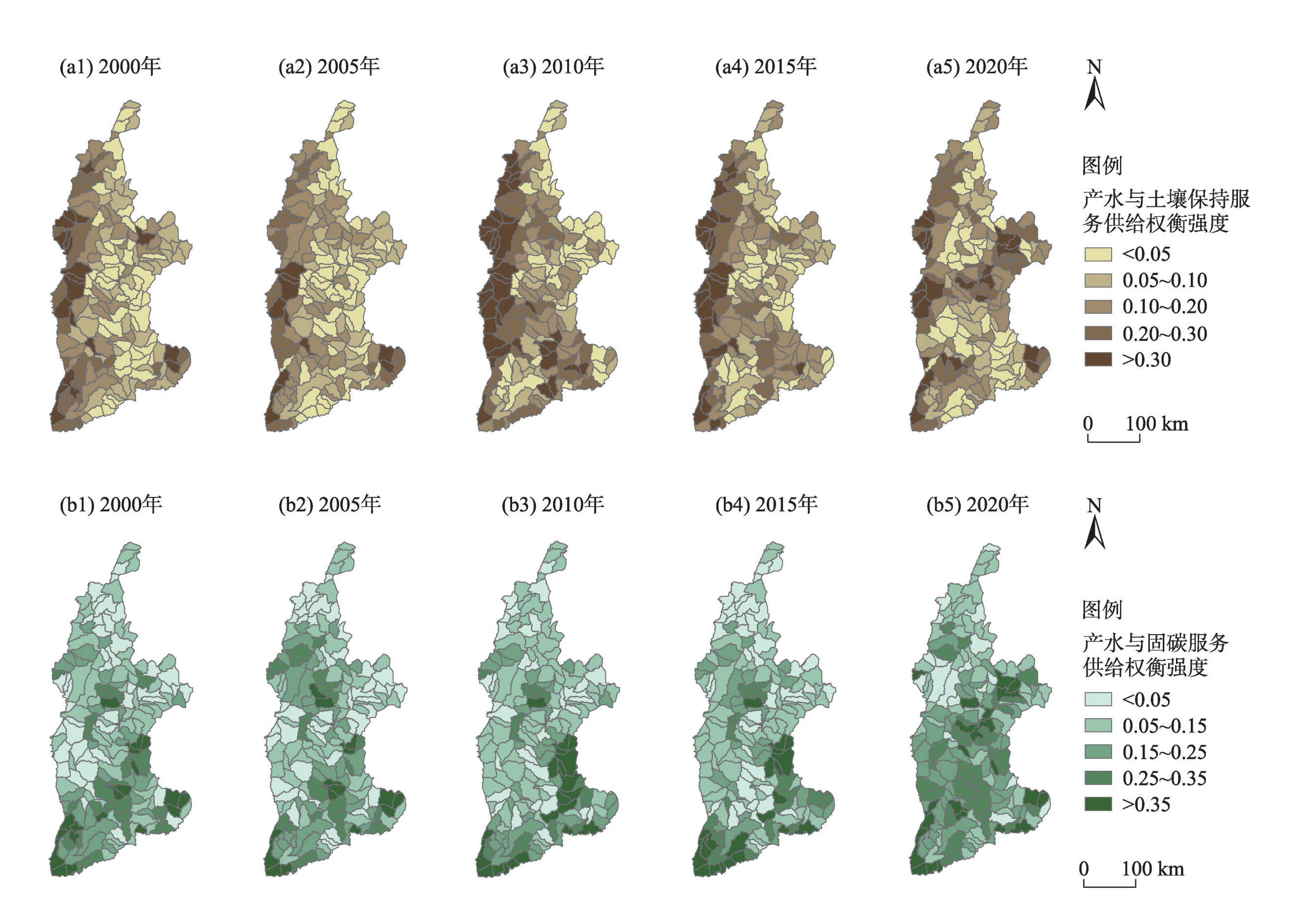


图3 产水与土壤保持、固碳服务供给权衡强度

Fig. 3 Trade-off intensity of supply of water yield, soil conservation and carbon sequestration

陵沟壑区相比,人口密度高,地势相对平坦,植被覆盖较少,土壤侵蚀量高。因此产水服务与土壤保持服务需求量高值区位于河谷平原区。

2000—2020年黄河流域山西段产水与固碳服务需求量的协同强度整体呈波动下降趋势,在2005年协同强度最低(图4)。从空间分布来看,高值区零星分布于土石山区及黄土丘陵沟壑区,低值区分布于河谷平原区(图5)。相比其他地区,临汾市、吕

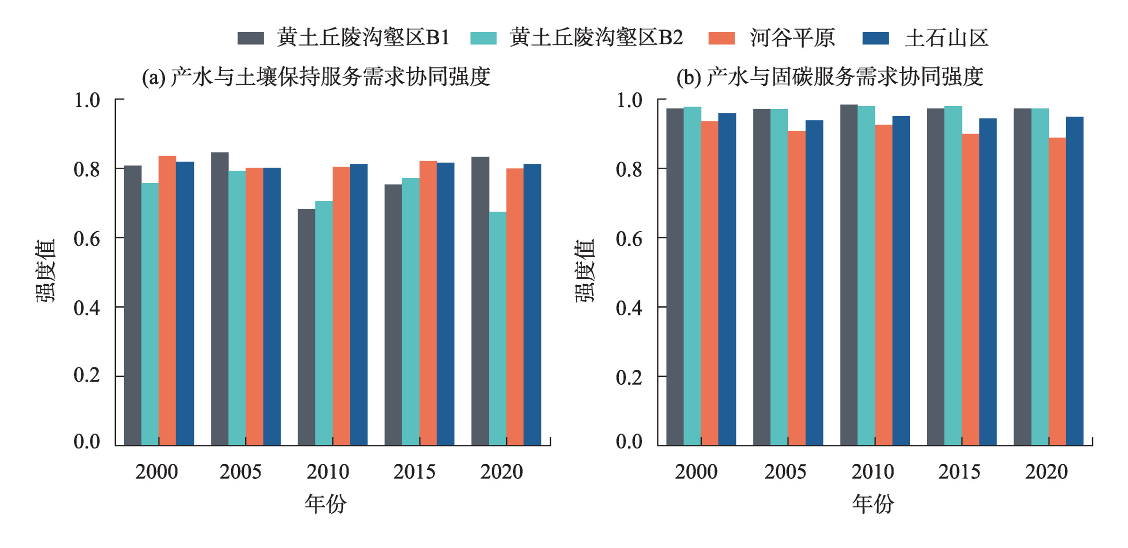


图4 产水与土壤保持、固碳服务需求协同强度

Fig. 4 Synergy intensity of demand of water yield, soil conservation and carbon sequestration

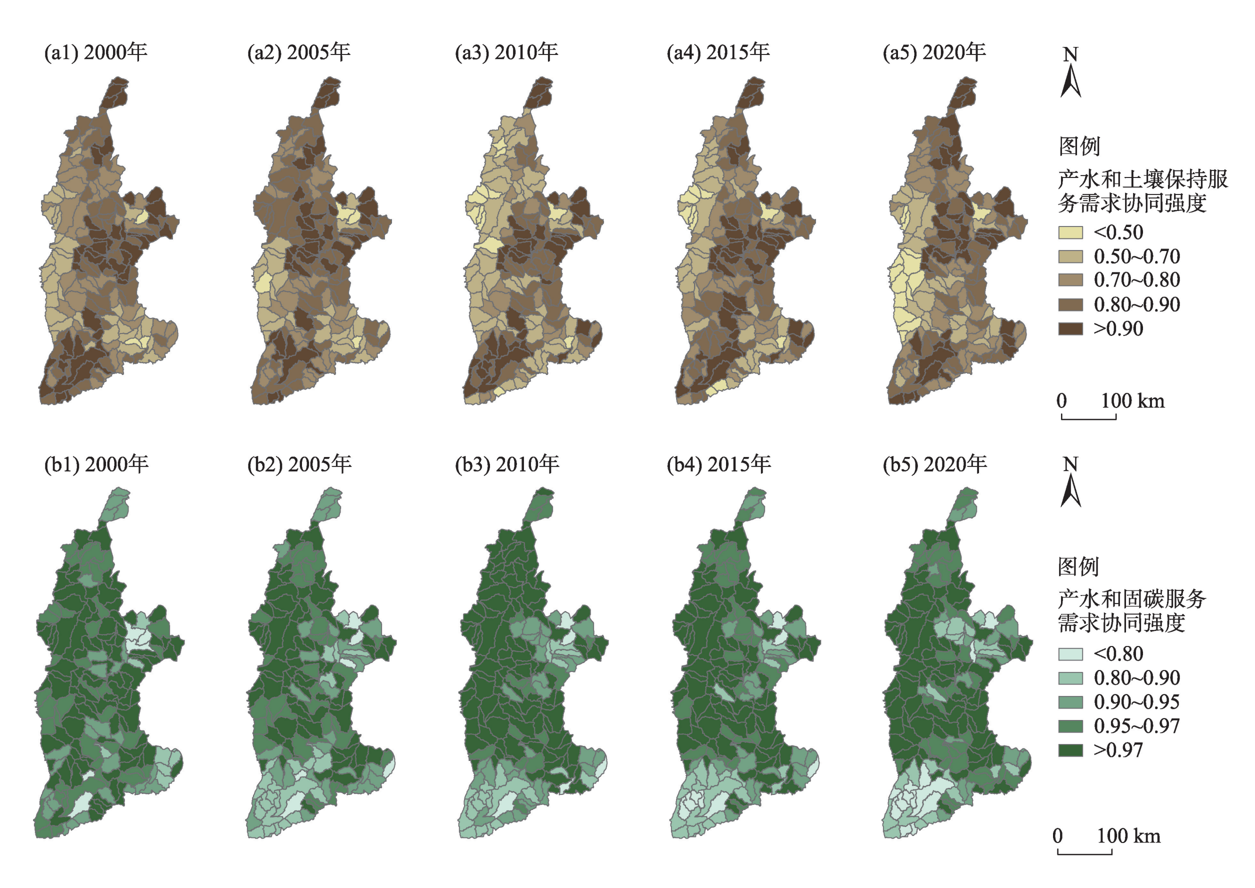


图5 产水与土壤保持、固碳服务需求协同强度

Fig. 5 Synergy intensity of demand of water yield, soil conservation and carbon sequestration

梁市的工业是经济发展的主引擎,区域用水量大,固碳服务需求量增加。因此产水服务和固碳服务需求协同强度高值区位于黄土丘陵区。

2.1.3 生态系统服务供给-需求类权衡强度(供需比)时空变化特征 2000—2020年黄河流域山西段产水服务供需比在波动中上升,2020年供需比大于0,生态系统提供的产水服务可以满足社会的用水需求(图6)。从空间分布来看,黄土丘陵沟壑区部分地区产水服务供大于求,河谷平原及土石山区产水服务供不应求,土石山区波动幅度最大(图7)。

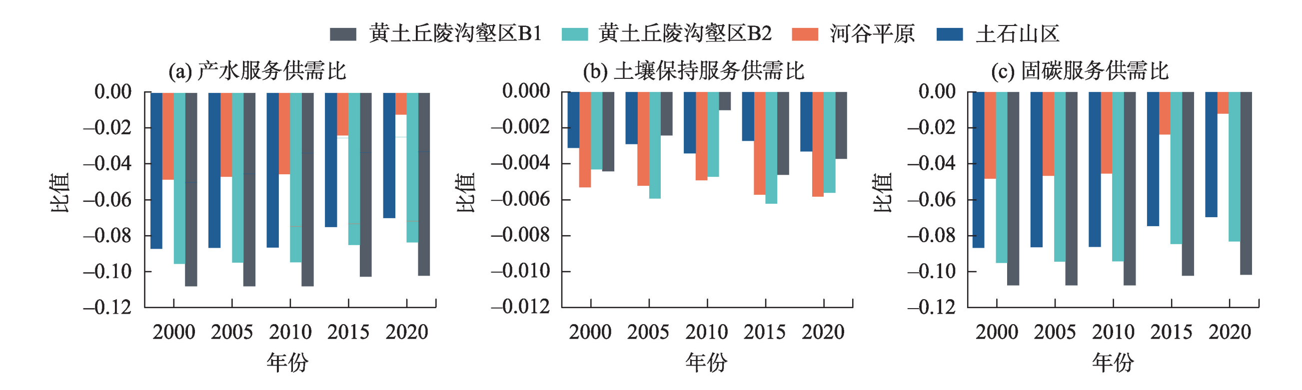


图6　产水、土壤保持、固碳服务供给-需求权衡

Fig. 6　Supply and demand ratio of water yield, soil conservation services, and carbon sequestration

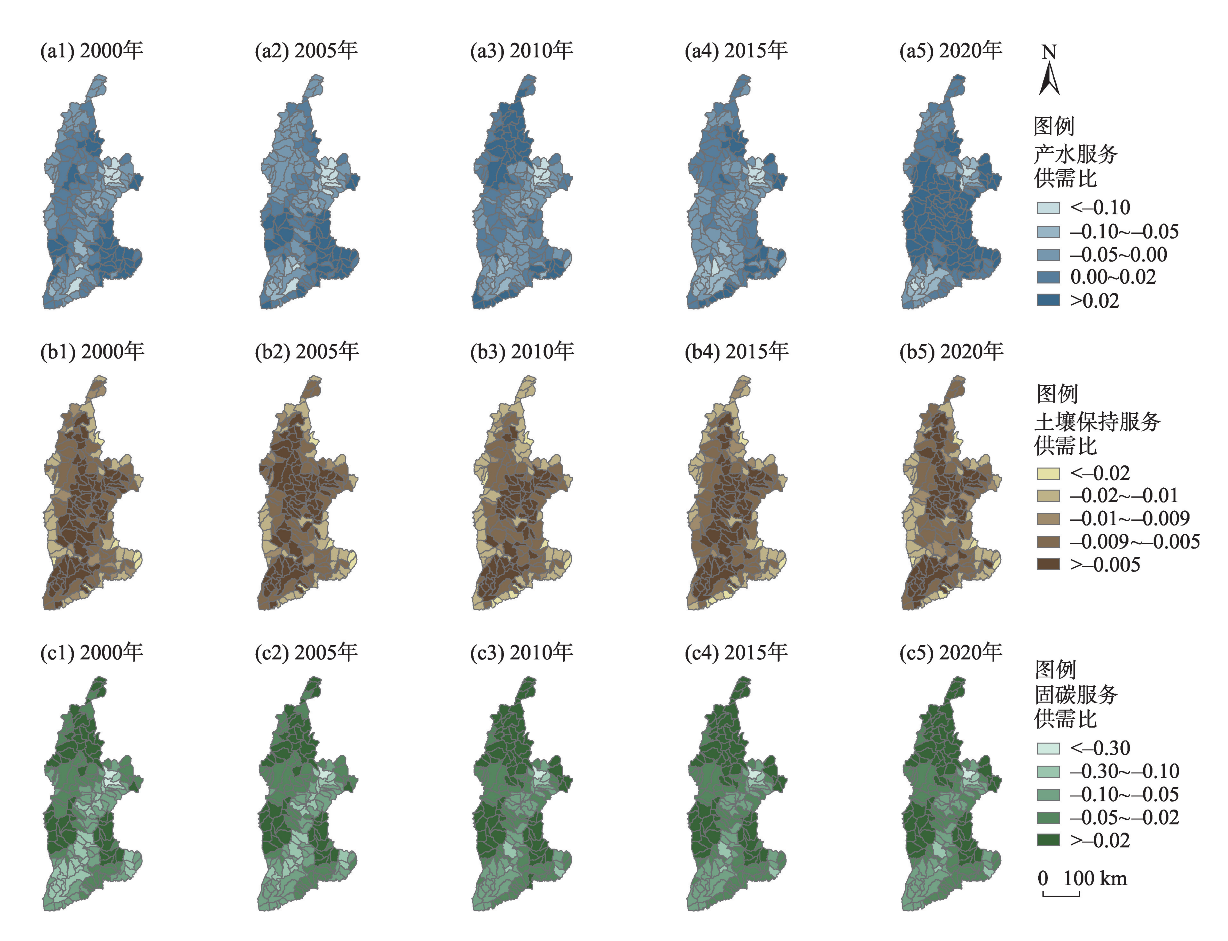


图7　产水服务与土壤保持服务、固碳服务供给-需求权衡

Fig. 7　Supply and demand ratio of water yield, soil conservation services, and carbon sequestration

与黄土丘陵区相比，河谷平原区地势平坦，该区域分布有运城、临汾、太原等地，经济发展较快，用水需求量大，会导致产水服务供需比出现供不应求的状态。

2000—2020年黄河流域山西段土壤保持服务供需比在波动中下降，总体来看，土壤保持服务供需比都小于0，说明该区域的土壤侵蚀量远大于土壤保持量（图6）。从空间分布来看，土壤保持服务供需比高值区位于河谷平原区及黄土丘陵沟壑区B2副区，低值区位于土石山区及黄土丘陵沟壑区B1副区（图7）。与土石山区相比，河谷平原区地势较为平坦，坡度小，潜在土壤侵蚀量最低，实际侵蚀量也较低，因此土壤保持量低，土壤保持服务供需比较高。以上结果说明尽管土石山区植被覆盖度

较高，但土壤保持的任务依然艰巨，未来应继续巩固退耕还林成果，积极推动森林资源提质增效工作。

2000—2020年黄河流域山西段固碳服务供需比在波动中上升，但总体来看固碳服务供不应求，碳固存量远低于该地区的碳排放量（图6）。从空间分布来看，固碳服务供需比高值区位于黄土丘陵沟壑区，低值区位于河谷平原及土石山区（图7）。低值区位于河谷平原及土石山区，土地覆被类型主要为耕地，林地较少，植被覆盖率低，碳存储能力弱，平原地区城市化程度高，人口密集，碳排放量大，固碳服务供需之间存在失衡状态。

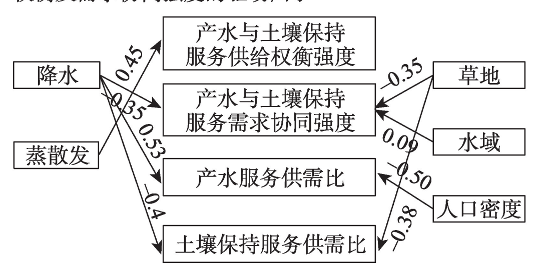
2.2 生态系统服务权衡、协同强度及供需格局的驱动因素

2.2.1 生态系统服务权衡强度影响因素 2000—2020年，蒸散发对产水和土壤保持服务供给权衡具有促进作用，该地区林地、草地、农作物较多，植被蒸腾和土壤水分蒸散发作用较强，蒸散发量较大，引起产水服务供给量下降，植被覆盖度高的区域蒸散发较高，可以避免雨水对地面直接冲刷，减少土壤侵蚀，进而提高土壤保持量，因此蒸散发对两类服务供给权衡的作用强度在增强（图8a~图8b）；蒸散发对产水和固碳服务供给权衡具有促进作用，蒸散发较高的地区，产水服务供给量减少，蒸散发较高的区域植被覆盖度高，固碳能力提高，因此蒸散发会加剧两类服务供给量之间的权衡；草地占比对产水和固碳服务供给权衡具有抑制作用，草地的地上生物量直接作用于表层土壤，植被固碳量与土壤固碳量明显提升，固碳服务供给量的增加，对产水服务供给量的影响较少，因此会削弱两类服务的权衡（图8c~图8d）。

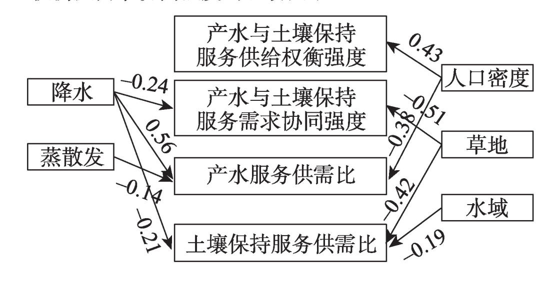
2.2.2 生态系统服务协同强度影响因素分析 2000—2020年，降水对产水和土壤保持服务需求协同具有抑制作用且作用强度在降低，雨水对地面直接冲刷会增加土壤侵蚀量，对用水需求量影响较小，因此降水会抑制两类服务需求之间的协同强度；草地对产水和土壤保持服务需求协同具有抑制作用且作用强度在增强，草地植被覆盖度较低，土壤侵蚀量高，对产水服务需求量影响较少，因此草地会对两类服务需求之间的协同强度起到抑制作用（图8a~图8b）；人口密度对产水和固碳服务需求协同具有促进作用，随着人口增长和工业发展，必然会带来用水量以及碳排放量的增加（图8c~图8d）。

2.2.3 生态系统服务供给-需求权衡影响因素分析 2000—2020年，降水对产水服务供需比具有促进作用且作用强度在增加，降水是影响产水供给量的重要因素，降水量从2000年的470 mm增加至2020年的561 mm，会引起产水供给量的增加，因此降水

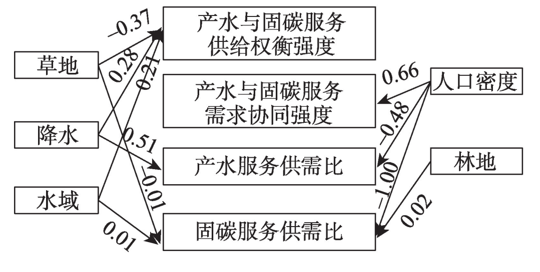
(a) 2000年产水与土壤保持服务供给权衡及需求协同强度的驱动因子



(b) 2020年产水与土壤保持服务供给权衡及需求协同强度的驱动因子



(c) 2000年产水与固碳服务供给权衡及需求协同强度的驱动因子



(d) 2020年产水与固碳服务供给权衡及需求协同强度的驱动因子

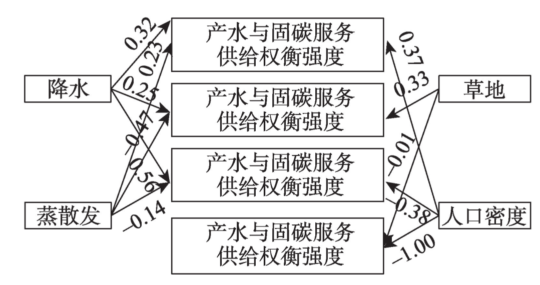


图8 各生态系统服务权衡/协同强度的驱动因子

Fig. 8 Driving factors of trade-offs/synergies in the intensity of ecosystem services

对产水服务供需比的影响程度也随之增加;人口密度对产水服务供需比具有抑制作用且作用程度在增加,人口的急剧增长会引起用水需求量的增加,进而导致产水服务供需比的降低;蒸散发对产水服务供需比有着抑制作用,植被覆盖率较高地区蒸散发作用较强,蒸散发增加会使得产水供给量减少,进而引起产水服务供需比的下降(图8a~图8b)。

2000—2020年,降水对土壤保持服务供需比具有抑制作用且作用强度在降低,黄河流域山西段土质疏松,季节性暴雨会使得土壤侵蚀严重,进而降低土壤保持服务供需比;草地对土壤保持服务供需比具有抑制作用且作用强度在增强,退耕还林还草工程实施以来,草地面积增加,草地的坡度较低,潜在侵蚀量小,植被少,实际侵蚀量高,使得土壤保持量减少,因此土壤保持服务供需比也会随之降低(图8a~图8b)。

2000—2020年,林地对固碳服务供需比具有促进作用,林地植被覆盖率高,乔木在深层土壤的固碳效果方面具有更大优势,碳储量增加,进而引起固碳服务供需比增加;人口密度对固碳服务供需比具有抑制作用,人口增长以及工农业发展,碳排放量增加,固碳服务需求量增加,因此导致固碳服务供需比下降(图8c~图8d)。

3 讨论

3.1 生态系统服务权衡/协同时空演变特征

本文发现产水服务与土壤保持服务供给权衡强度在2000—2010年增长最快,退耕还林还草工程的实施,增强了产水量与土壤保持量的权衡,这与潘竞虎等[37]的研究结果一致。产水服务与固碳服务供给权衡强度一直上升,已有研究发现,退耕还林还草工程的实施减少了产水量[38-39],提高了固碳服务的供给能力[40],因此会增强两服务间的权衡强度。本研究表明2000—2010年产水服务与土壤保持服务需求协同强度在黄土丘陵沟壑区下降最为明显,其原因可能是该地区的产水服务需求较高[41],但由于退耕还林还草工程的实施,提高了植被覆盖度,减少土壤侵蚀[42]。产水服务需求与固碳服务需求协同强度在20 a间变化较小,其原因可能是人口密集区用水量及碳排放量相对都较高[16]。赵雪雁等[17]在黄土高原生态系统服务供需关系的研究中发现山西省土壤保持服务和固碳服务供不应求,与本文的研究结果一致。从本文研究来看,生态系统服务供给权衡强度高的地区,需求协同强度低。相反,供给权衡强度低的地区,需求协同强度较高,表明生态系统服务供给权衡与需求协同之间存在关联,这揭示了生态系统服务产生与使用的空间差异。

3.2 影响生态系统服务权衡/协同的驱动因素

Feng等[43]研究表明草地面积在不同的空间尺度下,对生态系统服务权衡的加剧/削弱作用不同,本研究发现草地占比是生态系统服务权衡强度的主要驱动因素。已有研究表明降水加剧产水和固碳之间的生态系统服务权衡[44],与本文研究结果一致。产水服务和固碳服务供给权衡强度随降水量的增加呈增加的趋势,且作用强度在增强,其路径系数从0.28上升至0.32,其原因可能是降水对产水服务供给的影响程度超过了其对固碳服务供给的影响程度。自然因素是影响生态系统服务权衡/协同强度的主导因素,其影响程度超过了社会经济因素。明晰多种生态系统服务间权衡/协同强度的驱动机制,可为合理规划国土空间和制定生态系统服务管理战略提供支撑。

3.3 基于生态系统服务权衡强度的流域管理建议

生态系统服务权衡及协同强度存在明显的空间异质性,根据权衡与协同强度空间特征可为各区域的生态保护提供理论支持。本研究中黄土丘陵沟壑区权衡强度增长最明显,2000—2010年产水服务和土壤保持服务供给权衡强度由0.14增加至0.20,20 a间产水服务和固碳服务供给权衡强度的增幅最为显著,研究期间由0.10增至0.18。该地区分布有吕梁山脉、太岳山等,主要覆被类型为由白杄、青杄和华北落叶松组成的天然次生林,植被覆盖率的增加可以改善土壤侵蚀以及增加碳固存,但往往导致产水量的降低[39]。因此在降水量少、蒸散发大的黄土丘陵沟壑区应以生态耗水较少的灌木为主,提升土壤保持服务和固碳服务的供给能力。

本研究发现产水服务和土壤保持服务、固碳服务需求协同强度较高,平均值达到0.79和0.95,但黄河流域山西段产水供给量无法满足该地区用水需求量,植被恢复需要利用大量水资源,因此在保护已有森林资源的同时考虑耗水较少的植被类型。工业发展导致需水量增加,企业应积极处理水资源

利用和产业结构转型升级之间的关系。改善传统农业种植结构,加快推进节水农业的发展,增强居民节水意识,推动水资源集约利用等措施缓解生态系统服务之间的高协同强度。

生态系统产水服务、土壤保持服务、固碳服务均存在供需失衡,表明黄河流域山西段城镇化的快速发展严重影响了生态环境,加剧了生态系统服务的低供给与人类对生产生活的高需求的矛盾,限制了流域的可持续发展[40]。应划定生态保护红线来保护脆弱的生态系统,通过扩大生态用地来提高生态系统服务的供给能力,调整产业结构,发展绿色产业,实现节能减排,杜绝不合理的浪费资源行为。

4 结 论

本研究以黄河流域山西段为例,量化了2000—2020年产水服务、土壤保持服务、固碳服务的供给量和需求量,运用均方根偏差对生态系统服务间的权衡协同强度进行测度,并利用结构方程模型揭示生态系统服务权衡强度的主要影响因子,主要结论如下:

(1) 2000—2020年产水与土壤保持、产水与固碳服务供给权衡强度呈增加趋势,产水与土壤保持服务供给间权衡强度高值区位于黄土丘陵沟壑区,低值区位于土石山区。产水与固碳服务供给权衡强度高值区位于河谷平原区,低值区位于黄土丘陵沟壑区。蒸散发对产水和土壤保持、固碳服务供给权衡具有促进作用,草地占比对产水与固碳服务之间的供给权衡具有抑制作用。

(2) 2000—2020年产水与土壤保持、固碳服务需求协同强度整体呈下降趋势,产水与土壤保持服务需求量协同强度高值区位于河谷平原区,低值区位于黄土丘陵沟壑区。产水与固碳服务需求量协同强度高值区位于土石山区及黄土丘陵沟壑区,低值区位于河谷平原及土石山区。降水和草地面积占比对产水与土壤保持服务需求协同具有抑制作用,人口密度对产水和固碳服务需求协同具有促进作用。

(3) 产水、土壤保持、固碳服务整体上供不应求,同时空间分布存在差异性,产水和固碳服务供需比高值区位于黄土丘陵沟壑区,低值区位于河谷平原区。土壤保持服务供需比高值区位于土石山区,低值区位于河谷平原区。降水对产水服务供需比具有促进作用,蒸散发对产水服务供需比具有抑制作用,人口密度对产水及固碳服务供需比具有抑制作用,降水和草地占比对土壤保持服务供需比具有抑制作用,林地占比对固碳服务供需比具有促进作用。

(4) 未来应继续巩固“退耕还林”工程成果,在生态系统管理过程中要兼顾不同气候条件、地貌类型和植被覆盖等多重因素影响下的生态系统服务权衡,制定系统化的管理策略,实现生态系统服务整体优化和局部协调的格局。

参考文献(References):

[1] Burkhard B, Kroll F, Nedkov S, et al. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets[J]. Ecological Indicators, 2012, 21: 17-29.

[2] Redhead W J, May L, Oliver H T, et al. National scale evaluation of the InVEST nutrient retention model in the United Kingdom[J]. Science of the Total Environment, 2018, 610-611: 666-677.

[3] Wu X, Liu S, Zhao S, et al. Quantification and driving force analysis of ecosystem services supply, demand and balance in China[J]. Science of the Total Environment, 2019, 652: 1375-1386.

[4] Hua J, Chen Y W. Prioritizing urban rivers' ecosystem services: An importance-performance analysis[J]. Cities, 2019, 94: 11-23.

[5] 李双成, 张才玉, 刘金龙, 等. 生态系统服务权衡与协同研究进展及地理学研究议题[J]. 地理研究, 2013, 32(8): 1379-1390. [Li Shuangcheng, Zhang Caiyu, Liu Jinlong, et al. The tradeoffs and synergies of ecosystem services: Research progress, development trend, and themes of geography[J]. Geographical Research, 2013, 32(8): 1379-1390.]

[6] Jie Z, Cheng L. Investigating ecosystem service trade-offs/synergies and their influencing factors in the Yangtze River Delta Region, China[J]. Land, 2022, 11(1): 106-106.

[7] 李双成, 王珏, 朱文博, 等. 基于空间与区域视角的生态系统服务地理学框架[J]. 地理学报, 2014, 69(11): 1628-1639. [Li Shuangcheng, Wang Yu, Zhu Wenbo, et al. Research framework of ecosystem services geography from spatial and regional perspectives[J]. Acta Geographica Sinica, 2014, 69(11): 1628-1639.]

[8] Stefano C, Richard I, Caitlin D, et al. Spatial covariance between aesthetic value other ecosystem services[J]. PloS one, 2013, 8(6): e68437.

[9] 张碧天, 闵庆文, 焦雯珺, 等. 生态系统服务权衡研究进展[J]. 生态学报, 2021, 41(14): 5517-5532. [Zhang Bitian, Min Qingwen, Jiao Wenjun, et al. Research progress and perspective on ecosystem services trade-offs[J]. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(14): 5517-5532.]

[10] Schwenk W S, Donovan T M, Keeton W S, et al. Carbon storage, timber production, and biodiversity: Comparing ecosystem services with multi-criteria decision analysis[J]. Ecological applications: A publication of the Ecological Society of America, 2012, 22(5): 1612-27.

[11] Groot C J, Yalew G S, Rossing A W. Exploring ecosystem services trade-offs in agricultural landscapes with a multi-objective programming approach[J]. Landscape and Urban Planning, 2018, 172: 29-36.

[12] Sherrouse C B, Semmens J D, Ancona H Z, et al. Analyzing land-use change scenarios for trade-offs among cultural ecosystem services in the Southern Rocky Mountains[J]. Ecosystem Services, 2017, 26: 431-444.

[13] Xu X, Yang G, Tan Y, et al. Ecosystem services trade-offs and determinants in China's Yangtze River Economic Belt from 2000 to 2015[J]. Science of the Total Environment, 2018, 634: 1601-1614.

[14] 韩磊, 杨梅丽, 刘钊, 等. 黄土高原典型退耕区生态系统服务权衡与协同关系研究——以延安市为例[J]. 生态学报, 2022, 42(20): 8115-8125. [Han Lei, Yang Meili, Liu Zhao, et al. Ecosystem service tradeoffs and synergies in typical farmland conversion area of the Loess Plateau: Taking Yan'an City as an example[J]. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(20): 8115-8125.]

[15] Tian P, Li J, Cao L, et al. Assessing matching characteristics and spatial differences between supply and demand of ecosystem services: A case study in Hangzhou, China[J]. Land, 2021, 10(6): 582-582.

[16] 勾蒙蒙, 刘常富, 肖文发, 等. 基于生态系统服务供需关系的长江三峡库区分区管理[J]. 陆地生态系统与保护学报, 2022, 2(4): 1-12. [Gou Mengmeng, Liu Changfu, Xiao Wenfa, et al. ecological zoning management strategies based on ecosystem service supply and demand[J]. Terrestrial Ecosystem and Conservation, 2022, 2(4): 1-12.]

[17] 赵雪雁, 马平易, 李文青, 等. 黄土高原生态系统服务供需关系的时空变化[J]. 地理学报, 2021, 76(11): 2780-2796. [Zhao Xueyan, Ma Pingyi, Li Wenqing, et al. Spatiotemporal changes of supply and demand relationships of ecosystem services in the Loess Plateau[J]. Acta Geographica Sinica, 2021, 76(11): 2780-2796.]

[18] Zhai T, Zhang D, Zhao C. How to optimize ecological compensation to alleviate environmental injustice in different cities in the Yellow River Basin? A case of integrating ecosystem service supply, demand and flow[J]. Sustainable Cities and Society, 2021, 75: 103341.

[19] Lin S, Wu R, Yang F, et al. Spatial trade-offs and synergies among ecosystem services within a global biodiversity hotspot[J]. Ecological Indicators, 2018, 84: 371-381.

[20] 殷允可, 李昊瑞, 张铭, 等. 不同气候区生态系统服务权衡的空间异质性及其驱动因素研究——以川滇-黄土高原生态屏障带为例[J]. 生态学报, 2024, 44(1): 107-116. [Yin Yunke, Li Haorui, Zhang Ming, et al. Spatial and temporal variation of ecosystem service trade-offs and drivers in different climatic zones: A case study of the ecological barrier zone of Sichuan-Yunnan-Loess Plateau[J]. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44(1): 107-116.]

[21] 张自正, 张蕾, 孙桂英, 等. 清江流域生态系统服务权衡时空效应及驱动因素[J]. 应用生态学报, 2023, 34(4): 1051-1062. [Zhang Zizheng, Zhang Lei, Sun Guiying, et al. Spatial and temporal effect and driving factors of ecosystem service trade-off in the Qingjiang River Basin, China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2023, 34(4): 1051-1062.]

[22] Guo Shanshan, Wu Changyue, Wang Yinghong, et al. Threshold effect of ecosystem services in response to climate change, human activity and landscape pattern in the upper and middle Yellow River of China[J]. Ecological Indicators, 2022, 136: 108603.

[23] Guo M, Liu W F. Analysis of land use and ecosystem service values in energy-rich areas of the Yellow River basin[J]. People's Yellow River, 2023, 45: 98-104, 110.

[24] Wang Z Z, Wang H, Feng X M. An index system for assessing the comprehensive benefits of ecological restoration in key fragile ecological zones[J]. Journal of Ecology, 2019, 39: 7356-7366.

[25] Yang S, Zhao W, Liu Y, et al. Influence of land use change on the ecosystem service trade-offs in the ecological restoration area: Dynamics and scenarios in the Yanhe watershed, China[J]. Science of the Total Environment, 2018, 644: 556-566.

[26] Chen Y, Wang K, Lin Y, et al. Balancing green and grain trade[J]. Nature Geoscience, 2015, 8(10): 739-741.

[27] Xinzhang S, Changhui P, Guomo Z, et al. Chinese Grain for Green Program led to highly increased soil organic carbon levels: A meta-analysis[J]. Scientific Reports, 2014, 4(1): 4460.

[28] Deng L, Liu G B, Shangguan Z P. Land-use conversion and changing soil carbon stocks in China's 'Grain-for-Green' Program: A synthesis[J]. Global Change Biology, 2014, 20(11): 3544-56.

[29] Liu Guobin, Li Shuxin, Chen Xiaodong, et al. Ecological and socioeconomic effects of China's policies for ecosystem services[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2008, 105(28): 9477-82.

[30] Zhang B, He C, Burnham M, et al. Evaluating the coupling effects of climate aridity and vegetation restoration on soil erosion over the Loess Plateau in China[J]. Science of the Total Environment, 2016, 539: 436-449.

[31] Bradford B J, D'Amato W A. Recognizing trade-offs in multi-objective land management[J]. Frontiers in Ecology and the Environment, 2012, 10(4): 210-216.

[32] 石亚飞, 石善恒, 黄晓敏, 等. 基于R的结构方程模型在生态学中的应用[J]. 生态学杂志, 2022, 41(5): 1015-1023. [Shi Yafei, Shi Shanheng, Huang Xiaomin, et al. The application of structural equation modeling in ecology based on R[J]. Chinese Journal of Ecology, 2022, 41(5): 1015-1023.]

[33] Lefcheck S J. piecewiseSEM: Piecewise structural equation modelling in r for ecology, evolution, and systematics[J]. Methods in Ecology and Evolution, 2016, 7(5): 573-579.

[34] Valdés A, Lenoir J, Frenne D P, et al. High ecosystem service delivery potential of small woodlands in agricultural landscapes[J]. Journal of Applied Ecology, 2020, 57(1): 4-16.

[35] 马伟波, 杨帆, 王楠, 等. 长三角城市群地区生态系统服务价值时空演变及驱动因素研究[J]. 生态与农村环境学报, 2022, 38(11): 1365-1376. [Ma Weibo, Yang Fan, Wang Nan, et al. Study on spatial-temporal evolution and driving factors of ecosystem service value in the Yangtze River Delta Urban Agglomerations[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2022, 38(11): 1365-1376.]

[36] 张世栋. 辽河流域生态系统服务供需关系研究[D]. 延庆: 延边大学, 2021. [Zhang Shidong. Study on the Relationship between Supply and Demand of Ecosystem Services in Liaohe River Basin [D]. Yanqing: Yanbian University, 2021.]

[37] 潘竟虎, 李真. 干旱内陆河流域生态系统服务空间权衡与协同作用分析[J]. 农业工程学报, 2017, 33(17): 280-289. [Pan Jinghu, Li Zhen. Analysis on trade-offs and synergies of ecosystem services in arid inland river basin[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2017, 33(17): 280-289.]

[38] 方露露, 许德华, 王伦澈, 等. 长江、黄河流域生态系统服务变化及权衡协同关系研究[J]. 地理研究, 2021, 40(3): 821-838. [Fang Lulu, Xu Dehua, Wang Lunche, et al. The study of ecosystem services and the comparison of trade-off and synergy in Yangtze River Basin and Yellow River Basin[J]. Geographical Research, 2021, 40(3): 821-838.]

[39] Jia X, Fu B, Feng X, et al. The tradeoff and synergy between ecosystem services in the Grain-for-Green areas in Northern Shaanxi, China[J]. Ecological Indicators, 2014, 43: 103-113.

[40] 韩永伟, 高吉喜, 王宝良, 等. 黄土高原生态功能区土壤保持功能及其价值[J]. 农业工程学报, 2012, 28(17): 78-85, 294. [Han Yongwei, Gao Jixi, Wang Baoliang et al. Evaluation of soil conservation function and its values in major eco-function areas of Loess Plateau in eastern Gansu Province[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2012, 28(17): 78-85, 294.]

[41] 熊昕莹, 孟梅. 基于生态系统服务供需关系及空间流动的新疆生态管理分区与优化策略[J]. 应用生态学报, 2023, 34(8): 2237-2248. [Xiong Xinying, Meng Mei. Regionalization and optimization strategy of ecological management in Xinjiang, China based on supply-demand relationship and spatial flow of ecosystem services[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2023, 34(8): 2237-2248.]

[42] 黄麟, 祝萍 , 曹巍. 中国退耕还林还草对生态系统服务权衡与协同的影响[J]. 生态学报, 2021, 41(3): 1178-1188. [Huang Lin, Zhu Ping, Cao Wei. The impacts of the Grain for Green Project on the trade-off and synergy relationships among multiple ecosystem services in China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(3): 1178-1188.]

[43] Feng Q, Dong S Y, Duan B L. The effects of land-use change/conversion on trade-offs of ecosystem services in three precipitation Zones[J]. Sustainability, 2021, 13(23): 13306-13306.

[44] Feng Q, Zhao W, Hu X, et al. Trading-off ecosystem services for better ecological restoration: A case study in the Loess Plateau of China[J]. Journal of Cleaner Production, 2020, 257: 120469-120469.

Tradeoffs of ecosystem services and their influencing factors: A case study of the Shanxi Section of the Yellow River Basin

XU Mingjing, FENG Qiang, LYU Meng

(College of Resources and Environment, Shanxi University of Finance and Economics, Taiyuan 030006, Shanxi, China)

Abstract: This study is based on the integrated valuation of ecosystem services and tradeoffs model, which quantifies the supply and demand of ecosystem services. This model uses root-mean-square deviation to quantify the intensity of tradeoffs in ecosystem services and analyze the driving factors of tradeoff intensity using a structural equation model. Results show that from 2000 to 2020, the tradeoff intensity of water yield (WY) and soil conservation (SC), as well as WY and carbon sequestration (CS) supply, increased. However, the demand coordination intensity of WY and SC services, as well as WY and CS services, decreased. Except for WY services, which had a supply-demand tradeoff intensity greater than 0 in 2020, the supply-demand tradeoff intensity for WY, SC, and CS services was less than zero from 2000 to 2020. The tradeoff and synergy of ecosystem services are primarily influenced by natural factors. Evapotranspiration has a positive effect on the tradeoff between water production and SC services, as well as on the tradeoff between supply and demand for water production and CS services. However, it has a restraining effect on the tradeoff between supply and demand for water production services. The proportion of grassland area has a restraining effect on the tradeoff between water production and CS services, as well as on the synergy between water production and SC service demands. In addition, it has a promoting effect on the supply-demand tradeoff of CS services. Precipitation has a restraining effect on the synergy between water production and CS service demands, as well as on the tradeoff between supply and demand for SC services. However, it has a promoting effect on the tradeoff between supply and demand for water production services. Socioeconomic factors have a secondary effect on the tradeoff and synergy of ecosystem services. Population density has a promoting effect on the synergy between water production and soil conservation service demands, whereas it has a restraining effect on the tradeoff between supply and demand for water production services and CS services. Therefore, when developing comprehensive management decisions for river basins, the spatial characteristics and driving factors that contribute to the tradeoff and synergy of ecosystem services must be considered.

Keywords: ecosystem services; trade-off intensity; synergy intensity; driving factors; Shanxi Section of the Yellow River Basin